第38卷第6期
2018年3月

生　态　学　报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.38, No.6
Mar., 2018

DOI: 10.5846/stxb201702210284

杨平,金宝石,谭立山,仝川.亚热带河口陆基养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量时空动态特征.生态学报,2018,38(6):1994-2006.
Yang P, Jin B S, Tan L S, Tong C.Spatial-temporal variations of water column dissolved carbon concentrations and dissolved carbon flux at the sediment-water interface in the shrimp ponds from two subtropical estuaries.Acta Ecologica Sinica,2018,38(6):1994-2006.

亚热带河口陆基养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量时空动态特征

杨　平[1,2],金宝石[1],谭立山[1],仝　川[1,2,3,*]

1 福建师范大学地理科学学院,福州　350007

2 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室,福州　350007

3 福建师范大学亚热带湿地研究中心,福州　350007

摘要:以福建闽江和九龙江河口陆基养虾塘为研究对象,通过野外原位观测和室内模拟培养实验,开展了河口陆基养虾塘养殖期间水体溶解性有机碳(DOC)和溶解性无机碳(DIC)及养虾塘沉积物-水界面碳交换通量变化特征的研究。结果表明:时间变化上,养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量在闽江河口呈现8月中旬>10月中旬>6月中旬的特征,在九龙江河口表现为随养殖阶段推移而增加的趋势;空间变化上,闽江河口养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量显著高于九龙江河口;沉积物释放溶解性碳速率与水体溶解性碳浓度呈现显著正相关关系,沉积物碳释放过程是引起养虾塘水体溶解性碳浓度时空变化的重要因素。表明河口区水产养虾塘碳循环研究时需考虑不同形态碳生物地球化学循环的时空差异性。

关键词:溶解性有机碳;溶解性无机碳;碳通量;沉积物-水界面;水体;水产养殖塘;福建

Spatial-temporal variations of water column dissolved carbon concentrations and dissolved carbon flux at the sediment-water interface in the shrimp ponds from two subtropical estuaries

YANG Ping[1,2], JIN Baoshi[1], TAN Lishan[1], TONG Chuan[1,2,3,*]

1 *School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou* 350007, *China*

2 *Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fuzhou* 350007, *China*

3 *Research Centre of Wetlands in Subtropical Region, Fujian Normal University, Fuzhou* 350007, *China*

Abstract: Aquaculture ponds play an important role in the global carbon cycle. In order to understand the dynamics of carbon in the shrimp ponds, dissolved carbon (dissolved organic carbon [DOC] and dissolved inorganic carbon [DIC]) concentrations in the pond water column, and the exchange fluxes of dissolved carbon across the sediment-water interface, were investigated in the Min River estuary (MRE) and Jiulong River estuary (JRE) on the southeast coast of China. Water and sediment samples were collected using a hydrophore and sediment sampler from three shrimp ponds in June, August, and October 2015, respectively. Meanwhile, water-quality indicators (water temperature, pH, dissolved oxygen, and salinity) were measured *in situ* using a portable instrument. The dissolved carbon concentration in water was analyzed using a SHIMADZU TOC-$V_{CPH/CPN}$ analyzer. Sediment oxygen and nutrient exchange (SONE) incubation techniques were used to measure the rates of dissolved carbon fluxes. The results showed that dissolved carbon concentrations in the pond water, and

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41671088);福建师范大学亚热带河口生物地球化学创新团队项目(IRTL1205);福建师范大学地理科学学院研究生出国(境)访学资助计划(GY201601)

收稿日期:2017-02-21;　　**网络出版日期**:2017-12-19

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: tongch@fjnu.edu.cn

fluxes across the sediment-water interface from the estuaries of shrimp ponds greatly varied in spatial and seasonal dynamics. Mean dissolved carbon concentrations and fluxes were significantly higher from the shrimp ponds in the Min River estuary than in the Jiulong River estuary ($P<0.05$). Average seasonal dissolved carbon concentrations (or fluxes) in the Min River estuary and Jiulong River estuary followed the order: August>October>June and October>August>June, respectively. The variations in dissolved carbon concentrations in the water were significantly positively correlated with the dissolved carbon fluxes across the sediment-water interface, indicating that the process of dissolved carbon release in the sediment affects the dynamic variation of dissolved carbon concentrations in the water column. Overall, the dynamic variation of dissolved carbon concentrations and fluxes in the shrimp ponds could be due to the synthetic action of abiotic factors (e.g., temperature and salinity), the foraging and metabolic activity of shrimp, and feed supply. Our study highlights the need to consider the spatio-temporal difference of carbonic biogeochemical cycles to better understand the dynamic of carbon cycling from the aquaculture ecosystems in the estuaries.

Key Words: dissolved organic carbon; dissolved inorganic carbon; carbon fluxes; sediment-water interface; water column; aquaculture ponds; Fujian

全球气候变化已成为21世纪人类所面临的最大生态环境问题之一[1]。碳作为一种生源要素,是整个生物圈物质和能量循环的主体,生态系统大部分的生物地球化学循环过程都与其有关,对碳循环的研究是目前全球气候变化研究所关注的焦点[2-5]。在水体环境中,溶解性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)和溶解性无机碳(Dissolved Inorganic Carbon, DIC)是碳存在的两种主要形式[4,6],在指示发生于水生生态系统中的光合作用与呼吸作用等方面扮演着重要角色,是全球碳循环重要组成部分[5,7-8]。目前相关研究报道主要集中在湖泊[4,9]、河流[5,8,10]、水库[11-12]及海洋[13-14]等水生生态系统。近年来,随着"碳汇渔业"理念的提出[15],有关养殖水域DOC和DIC生物地球化学过程已开始引起一些学者的关注[16-17]。但是,与自然水体相比,各类水产养殖塘养殖期不同形态碳的研究十分薄弱。

河口区陆基养虾塘是水产养殖业的重要组成部分,养殖过程中主要以投喂人工饲料维持虾的生长代谢活动。然而,虾对饲料有限的利用(利用率4.0%—27.4%)通常造成大量有机物滞留在池塘沉积物中[18]。这些有机物质又可通过矿化过程以及沉积物厌氧状态的形成驱动各形态碳的转化[17,19],进而影响到整个养殖系统碳循环及其平衡状态。沉积物-水界面作为有机物质在地球化学循环与生物体系之间进行耦合作用的主要场所[4],它的碳通量和碳过程及其变化对养殖塘沉积物的碳源汇功能有重要影响。目前,关于刺参、贝类和鱼类养殖塘沉积物-水界面DOC通量的研究已有报道[16-17,20],而有关虾类养殖系统水体中各形态碳(DOC、DIC)时空变化及沉积物-水界面不同形态碳通量的研究还鲜见报道。开展该领域的研究,对于提高我们对滨海河口地区陆基水产养殖塘系统碳循环过程的认识具有重要的意义。

闽江河口和九龙江河口是福建沿海2个最典型的入海河口。近年来,随着人类对虾类产品需求的增长,滨海及河口地区陆基水产养殖塘面积不断增加。本研究以闽江河口和九龙江河口养殖规模最大的对虾养殖塘为研究对象,通过野外原位观测和室内模拟培养相结合的方法,对2个河口养虾塘水体各形态碳(DOC、DIC)浓度变化和沉积物-水界面各形态碳的交换通量进行了测定,以期为今后深入开展河口区养殖塘碳循环的相关研究积累资料,也为今后全面评价我国滨海河口地区水产养殖塘碳源/汇的时空分布格局提供科学数据。

1　材料与方法

1.1　研究样地概况

研究样地位于闽江河口鳝鱼滩湿地和九龙江河口浒茂洲甘文农场(图1)。闽江河口地处中亚热带和南亚热带海洋性季风气候的过渡区,气候温暖湿润,年平均气温和降水量分别为19.7℃和1346mm,年降水日数

为 153d,降水主要集中于 3—9 月[21]。九龙江河口属于温暖湿润的南亚热带海洋性季风气候,年平均气温和降水量分别为 21.0℃ 和 1371mm[22],降水也主要集中于 3—9 月[23]。在以上 2 个河口,均随机选择 3 个具有代表性的对虾(南美白对虾,*Litopenaeus vannamei*)养殖塘作为研究对象。鳝鱼滩湿地和甘文农场选择的养虾塘水域面积分别约为 7500m^2和 7000m^2,平均水深分别为 1.3m 和 1.5m。以上养殖塘均由天然湿地围垦而成,且养殖年限相近。养殖塘所用的养殖水均源自于附近半咸水,盐度因所在位置及河流径流量不同存在差异(鳝鱼滩湿地和甘文农场的养虾塘水体平均盐度为 2.56 和 9.15)。整个养殖期间,虾塘除了少量补给因蒸发损失的水量外,并没有与外界水体发生明显交换。以上虾塘通常是在 5 月投放虾苗,10 月中下旬将虾全部收获,然后养殖水体全部排放至邻近的海域。养殖期间,养殖户每天 7:00—8:00 和 16:00—17:00 向虾塘各投放饵料一次。投喂的饵料为人工配置饵料,日投饵量约为虾体重的 3%—10%,具体饵料投放量根据虾的生长及摄食情况进行调整。每个养虾塘配备 3 台功率为 1.5kW 的水车式增氧机,通常每天早上、中午、下午和晚上各开启 2—3h。

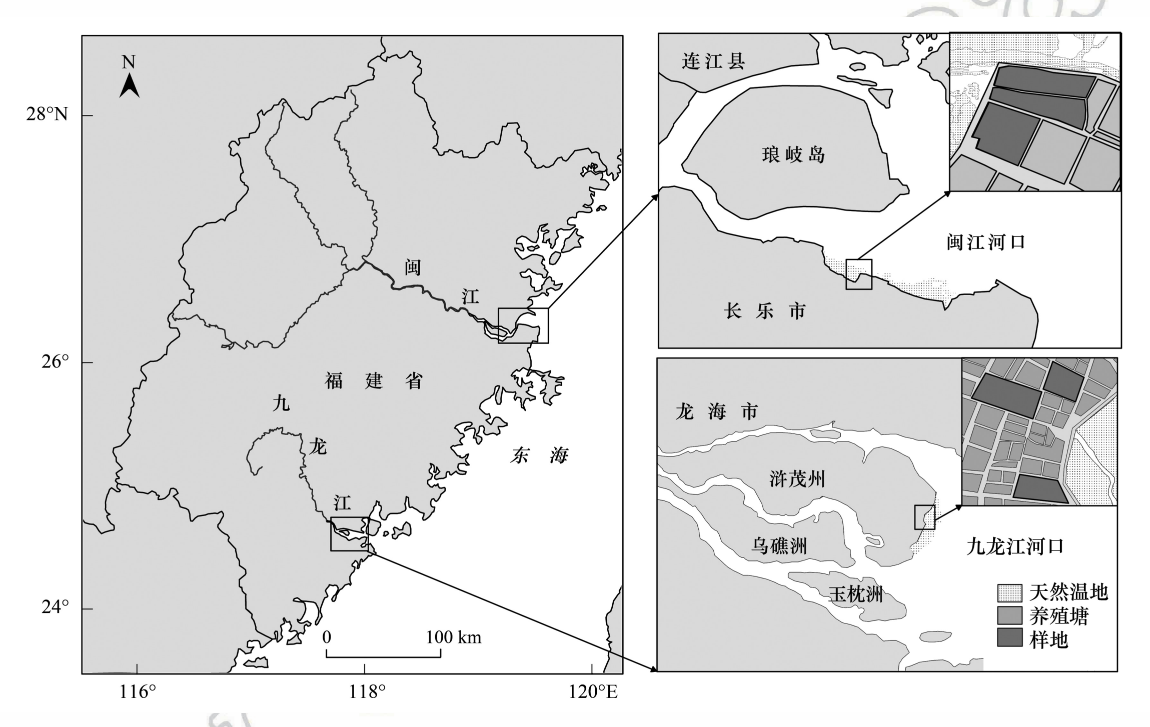


图 1 研究区域和采样点位置示意图

Fig.1 Location of the sampling shrimp ponds in the Min River and Jiulong River estuary

1.2 样品采集与现场观测

基于实际情况(对虾生长周期和养殖户许可),整个实验过程共采集 3 次样品,分别于 6 月(养殖初期)、8 月(养殖中期)和 10 月(养殖后期)进行水体样品、沉积物样品的采集及相关环境参数的现场观测。每个虾塘布设 3 个样品采集点(呈等边三角形),每个采样点插入竹竿进行标记,以便每次样品采集均在同一地点开展。

垂直无扰动柱状沉积物利用奥地利进口的不锈钢柱状采泥器(Corer-60, Austria)(采泥器配备内径和长度分别为 6cm 和 30cm 有机玻璃管)采集。每个采样点需采集 3 根柱状沉积物(长 15cm),1 根用于沉积物孔隙(间隙)水理化性质测定,1 根用于沉积物基本理化性质测定,1 根用于沉积物-水界面溶解性有机碳和溶解性无机碳交换通量的室内培养实验。柱状沉积物样品采集后,现场用橡皮塞将采样管上下两端密封,并用铝箔纸裹住每个有机玻璃管以避光。然后,将有机玻璃管垂直放置于垫有塑料泡沫搁架的保温箱中(有放置冰块或冰袋),于 4 h 内运回实验室并立刻进行样品的前处理与培养实验。

不同深度水样(表层 10cm、中层及底层)利用 Sea-Bird II 型采水器(Sea-bird Electronics,USA)采集。每个

采样日需完成 4 次水样采集,具体采样时刻分别在 8:00、11:00、14:00 和 17:00 进行。每个采样点不同深度水样需采集 2 份,1 份水样用于水体 DOC 和 DIC 浓度测定分析,1 份水样用于水体叶绿素 a(Chlorophyll a, Chl a)浓度测定分析。水样收集瓶为 250mL 的白色聚乙烯塑料瓶。待水样装满收集瓶后,立刻向每个收集瓶加入饱和 $HgCl_2$溶液 2mL,用于抑制水样中的微生物活性[24-25]。另外,于同一站位采集上覆水水样 2 份,装入 500mL 白色聚乙烯塑料瓶中,用于沉积物-水界面 DOC 和 DIC 交换通量模拟实验。所有水样均置于保温箱中低温遮光保存,于 4h 内运回实验室。

与水样采集同步,不同水深深度的温度和 pH 值采用 IQ150 便携式 pH/氧化还原电位/温度计(IQ Scientific Instruments, USA)原位测定;水体溶解氧 DO 浓度利用多参数水质监测仪(HORIBA, Japan)测定;水体盐度采用便携式盐度计(Eutech Instruments SALT 6+,USA)原位测定。另外,在每个养殖阶段,收获个体长势一致的对虾 50 尾,电子天平称重。

1.3　水样和沉积物样品测定分析

用于测定水体 DOC 和 DIC 浓度的样品在运回实验室后立即用孔径为 0.45μm 玻璃纤维滤膜(已灼烧过)过滤。水样过滤后,装置于清洁的 100mL 白色聚乙烯瓶中,再加入饱和 $HgCl_2$溶液 1mL,盖上瓶盖,遮光冷冻保存至测定分析。水样中的 DOC 和 DIC 浓度使用 TOC-V_{CPH}总有机碳分析仪(Shimadzu, Japan)测定分析。用于水体叶绿素 a(Chl a)浓度分析的样品先经过丙酮(纯度 90%)浸提,然后将提取液通过紫外-可见分光光度计(岛津 UV-2450, Japan)测定分析上清液吸光值。叶绿素 a 浓度计算公式参见 Jeffrey 等[26]和张莹等[27]文献报道,最终结果以 μg/L 表示。

用于测定沉积物全碳(Total Carbon,TC)、全氮(Total Nitrogen,TN)含量和土壤粒径的样品在运回实验室后立刻冷冻干燥。待样品干燥后,先挑去残体根系等杂物,然后研磨过 0.149mm(100 目)筛和 2mm(10 目)筛,并分别装入洁净的自封袋中密封至测定分析。沉积物 TC、TN 含量采用 CN 元素分析仪(Elementar Vario MAX CN,Germany)测定。沉积物粒径采用激光粒度分析仪(Master Sizer 2000, UK)测定,按国际制分为黏粒(<2μm)、粉粒(2—20μm)和砂粒(>20μm)。沉积物孔隙水采用离心法获得[24,28-29],并且过滤后的水样利用 TOC-V_{CPH}总有机碳分析仪(Shimadzu, Japan)测定分析 DOC 和 DIC 浓度。

1.4　室内培养实验与分析

沉积物-水界面各形态碳(DOC 和 DIC)交换通量采用 SONE 方法[30]进行室内模拟研究,模拟实验装置参照陈朱虹等[31]的实验设计。具体操作如下:(1)将沉积物柱样的深度调整至 15cm,通过虹吸法抽去沉积柱样培养管中的上层水体,再通过重力溢流方式沿管壁小心注入已过滤的原采样点上覆水,使得液面高度距沉积物表面 15cm 处停止,塞紧培养管顶部盖子,连接进入和出水管路;(2)将培养管置于恒温震荡培养箱培养 9h,并设定培养温度和震荡频率(设定温度为每个养殖阶段现场采样时的沉积物温度;震荡频率根据预实验对比观察结果,分别设置为 20、40、80r/min,表征养殖初期、中期和后期阶段虾觅食及代谢活动对沉积物表面及上覆水的扰动)[24];(3)将长度为 0.5 m 的引流硅胶管置于培养管中,其一端置于培养管中部位置以获得代表性水样,另一端与医用注射器的三通阀链接,分别在培养实验初始时刻和结束时刻利用医用注射器采集水样 60mL。每次采集完水样后,培养管中的水样均会得到等体积补充。从培养管中采集到的水样经 0.45μm 滤膜过滤后,利用 TOC-V_{CPH}总有机碳分析仪(Shimadzu, Japan)测定分析 DOC 和 DIC 浓度。所有模拟实验用到的培养管长度均为 30cm 长,内径为 6cm。沉积物-水界面各形态碳交换通量根据培养始末培养管水体中各形态碳浓度变化差值计算获得[17,24],计算公式如下:

$$F = (C_{W-E} - C_{W-B}) \times V/S/T$$

式中,F 为交换通量(mg m^{-2} h^{-1}),C_{W-E}为培养后培养管水体中各形态碳的浓度(mg/L),C_{W-B}为培养前培养管水体中各形态碳的浓度(mg/L),V 为培养管水的体积(L),T 为培养时间(h),S 为沉积物土柱横截面积(m^2)。计算结果若为正值,表示各形态碳由沉积物向上覆水释放;若为负值,表示各形态碳被沉积物吸收。

1.5　数据处理与统计分析

采用 Excel 2003 对原始数据进行处理,用 OriginPro7.5 进行绘图。利用 SPSS 17.0 统计软件包中单因素

方差(One-Way ANOVA)分析法中的 LSD 法(least significant difference test)检验同一河口区养虾塘在不同养殖阶段间的水体溶解性碳浓度、沉积物-水界面溶解性碳交换通量和环境变量差异性。同一养殖阶段不同河口区间的养虾塘水体溶解性碳浓度、沉积物-水界面溶解性碳交换通量和环境变量的差异性检验采用 SPSS 17.0 中的独立样本 T 检验进行统计分析。以 $P<0.05$ 作为差异显著水平。水体溶解性碳浓度、沉积物-水界面溶解性碳交换通量与环境变量间的相关关系使用 SPSS 17.0 中的 Pearson 相关分析法进行统计分析。以 $P<0.05$作为显著相关,$P<0.01$ 作为极显著相关。文中的一般线性回归具体模型选择是根据回归方程拟合时的拟合优度判定系数 R^2值高低来确定。文中误差线均为标准差。

2 结果与分析

2.1 养殖塘水体及沉积物主要理化性质特征

2 个河口虾塘水体及沉积物主要理化性质的比较如表 1 所示。在水体理化性质上,九龙江河口虾塘养殖期间水体温度、盐度均显著高于闽江河口($P<0.05$ 或 $P<0.01$,表 1),而虾塘水体 pH 值、溶解氧 DO 和叶绿素 a 浓度呈现闽江河口显著高于九龙江河口($P<0.05$ 或 $P<0.01$,表 1)。在沉积物理化性质上,九龙江河口虾塘沉积物温度、粒径组成中的粘粒和粉粒均显著高于闽江河口($P<0.05$ 或 $P<0.01$,表 1),而虾塘沉积物粒径组成中的砂粒及 TC 含量均呈现闽江河口显著高于九龙江河口($P<0.05$ 或 $P<0.01$,表 1)。此外,两河口区虾塘温度、叶绿素 a 浓度和沉积物 TC 含量均呈现 8 月中旬>10 月中旬>6 月中旬的特征,水体盐度和溶解氧 DO 分别呈现随养殖阶段推移而降低和增加的趋势。

表 1 闽江河口和九龙江河口养虾塘养殖期水体及沉积物主要环境指标的比较

Table 1 Comparison of environmental parameters of the water column and sediment of the shrimp ponds during the culture period in the Min River estuary and Jiulong River estuary

河口区 Estuaries	水体理化性质 Water physicochemical properties				
	温度 Temperature/℃	pH	盐度 Salinity	溶解氧 DO/(mg/L)	叶绿素 a Chl a/(μg/L)
闽江 Min River	26.38±3.32a	9.20±0.60a	2.56±0.56a	10.86±2.65a	211.74±19.51a
九龙江 Jiulong River	28.31±1.96b	9.09±0.41b	9.15±3.31b	9.49±1.25b	69.47±10.52b
河口区 Estuaries	沉积物理化性质 Sediment physicochemical properties				
	温度 Temperature (℃)	粘粒 Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%	全碳 TC/(g/kg)
闽江 Min River	24.39±2.75a	16.02±2.16a	64.98±7.28a	19.00±7.23a	16.22±3.52a
九龙江 Jiulong River	27.15±1.51b	18.60±2.01b	69.70±1.92b	11.69±2.67b	11.70±1.46b

表中每个河口区的水体理化性质数值为养殖期间 3 个养虾塘、4 个观测时刻和 3 个水深的平均值(±标准差),样本数 $n=324$;沉积物理化性质数值为养殖期间 3 个养虾塘的平均值(±标准差),样本数 $n=27$;同一列不同小写字母代表两河口区间差异性显著($P<0.05$)

2.2 养殖塘水体 DOC 和 DIC 浓度变化特征

虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度时间变化趋势因河口区不同而呈现差异(图 2)。研究期间,闽江河口虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度变化范围分别介于 9.19—15.18mg/L 和 15.04—30.35mg/L,平均值分别为(12.73±0.23) mg/L 和(21.99±0.88)mg/L,呈现出 8 月中旬>10 月中旬>6 月中旬的特征(图 2);九龙江河口虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度变化范围分别介于 4.79—10.58mg/L 和 12.31—19.80mg/L,平均值分别为(6.85±0.31)mg/L 和(16.03±0.47)mg/L,呈现出随养殖阶段推移而增加的趋势(图 2)。差异性检验表明,(1)闽江河口虾塘水体 DIC 浓度在 3 个采样阶段均存在显著差异($P<0.01$),而 DOC 浓度仅在 6 月中旬与其他两个采样阶段存在显著差异($P<0.01$);(2)九龙江河口虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度在 3 个采样阶段间均存在显著差异($P<0.01$);(3)将两个河口区进行比较,虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度在 3 个采样阶段均呈现闽江河口显著高于九龙江河口($P<0.01$)。

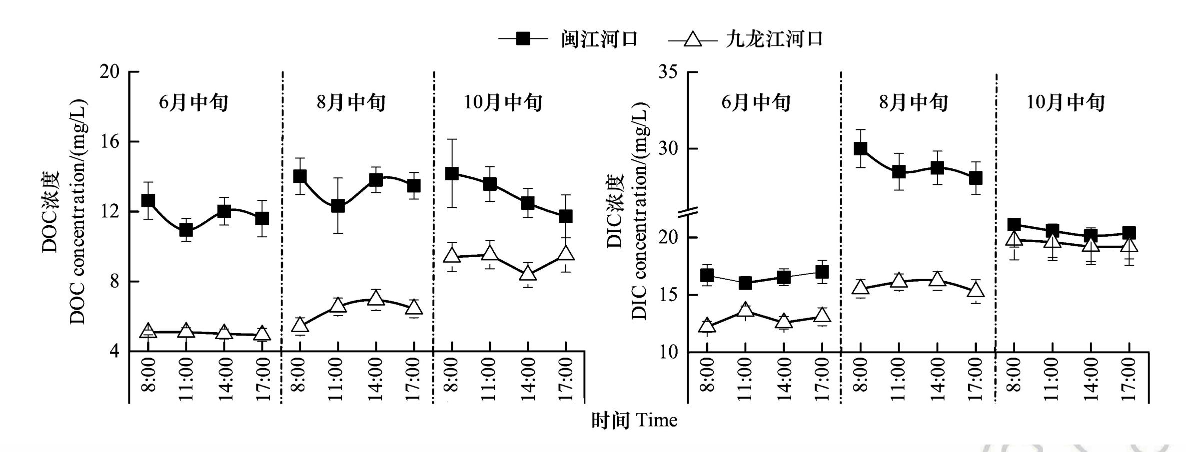


图 2　养虾塘养殖期水体溶解性有机碳和溶解性无机碳浓度变化特征

Fig.2　Variation of water column dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations of the shrimp ponds in the Min River estuary and the Jiulong River estuary

MRE:闽江河口 Min River estuary;JRE:九龙江河口 Jiulong River estuary

2.3　养殖塘沉积物-水界面 DOC 和 DIC 交换通量变化特征

研究期间,2 个河口区虾塘沉积物均表现为上覆水 DOC 和 DIC 的释放源(图 3)。其中,闽江河口虾塘沉积物向水体释放 DOC 和 DIC 通量变化范围分别介于 66.32—132.79mg m^{-2} h^{-1}和 64.09—295.09mg m^{-2} h^{-1},释放强度呈现养殖 8 月中旬>10 月中旬>6 月中旬的特征(图 3);九龙江河口虾塘沉积物向水体释放 DOC 和 DIC 通量变化范围分别介于 51.46—109.89mg m^{-2} h^{-1}和 62.47—174.68mg m^{-2} h^{-1},释放强度呈现出随养殖阶段推移而增加的趋势(图 3)。综合 3 个养殖阶段的沉积物-水界面溶解性碳交换通量发现,虾塘沉积物释放 DOC 和 DIC 强度均呈现闽江河口显著高于九龙江河口的特征(DOC 通量:(108.13±11.75) mg m^{-2} h^{-1} *vs* (83.62±11.73mg m^{-2} h^{-1};DIC 通量:(213.48±48.75) mg m^{-2} h^{-1} *vs* (126.05±19.28) mg m^{-2} h^{-1}) (P<0.05)。

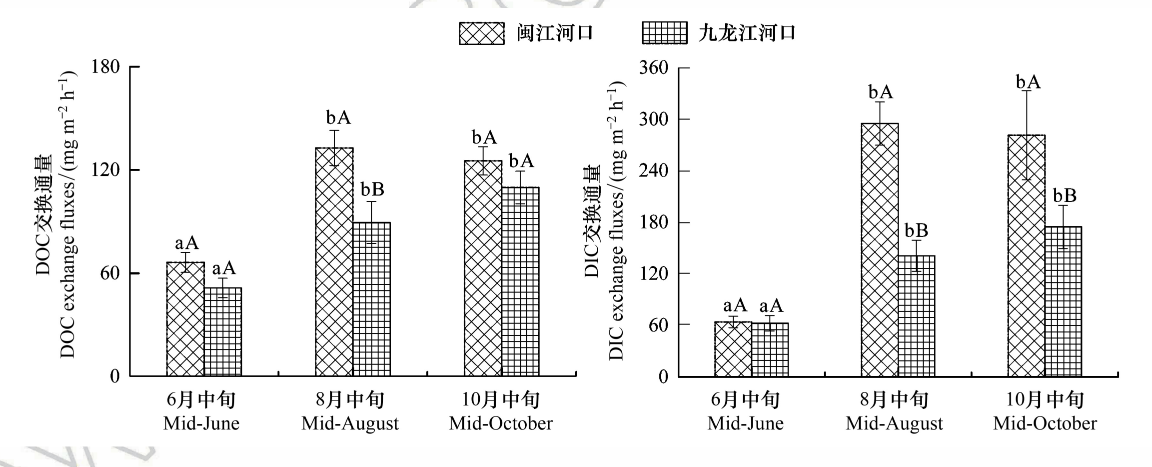


图 3　养虾塘养殖期间沉积物-水界面溶解性有机碳、溶解性无机碳交换通量变化特征

Fig.3　Variation of the dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) fluxes across the sediment-water interface in the shrimp ponds in the Min River estuary and the Jiulong River estuary

不同小写字母代表同一河口区虾塘不同养殖阶段差异性显著, 不同大写字母代表同养殖阶段不同河口区虾塘间差异显著

2.4　水体各形态碳浓度与沉积物-水界面各形态碳通量的关系

相关分析显示,闽江河口和九龙江河口虾塘水体 DOC、DIC 浓度分别与沉积物-水界面 DOC、DIC 交换通量均呈现极显著正相关关系(P<0.01, 表 2)。综合 2 个河口区分析,虾塘水体 DOC、DIC 浓度亦分别与沉积物-水界面 DOC、DIC 交换通量呈现极显著正相关关系(P<0.01, 表 2)。以上结果表明,河口区虾塘沉积物释放 DOC、DIC 通量强度是影响其水体 DOC、DIC 浓度时空变化的重要因素。

表 2 养虾塘水体溶解性碳浓度与沉积物-水界面溶解性碳通量的回归分析与 Pearson 相关性分析

Table 2 Statistical analysis between the dissolved carbon concentrations and fluxes in the shrimp ponds

溶解性碳浓度 Dissolved carbon concentrations	河口区 Estuaries	沉积物-水界面溶解性碳通量 Dissolved carbon fluxes at the sediment-water interface				
		回归方程 Regression equation	R^2	相关系数	P	样本数 n
DOC 浓度	闽江河口	$y=6.3853x^{0.1501}$	0.3042	0.519	= 0.007	27
DOC concentration	九龙江河口	$y=0.0301x+4.3955$	0.2851	0.534	= 0.004	27
	综合	$y=4.1728\mathrm{Ln}(x)-8.8059$	0.2965	0.534	< 0.001	54
DIC 浓度	闽江河口	$y=6.3911\mathrm{Ln}(x)-10.617$	0.6309	0.797	< 0.001	27
DIC concentration	九龙江河口	$y=1.7847\mathrm{Ln}(x)+6.4889$	0.3477	0.502	= 0.012	24
	综合	$y=5.4375\mathrm{Ln}(x)-8.0269$	0.4904	0.767	< 0.001	51

表中参与分析的水体各形态碳浓度数值为 4 个观测时刻和 3 个水深的平均值；表中的 R^2 值为回归方程拟合时的拟合优度判定系数；表中相关系数和显著性水平 P 值是通过 Pearson 相关性分析获得

2.5 养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量的主要影响因素分析

为了探析所测定的环境因子对养虾塘水体溶解性碳浓度时空特征的贡献的大小，利用多元回归分析中的逐步回归法建立了养虾塘水体溶解性碳浓度与水体理化指标(水温-x_1、pH 值-x_2、溶解氧-x_3、盐度-x_4和叶绿素 a-x_5)、沉积物理化性质(TC 含量-x_6、TN 含量-x_7、粘粒-x_8、粉粒-x_9和砂粒-x_{10})、孔隙水底物浓度(DOC 浓度-x_{11}和 DIC 浓度-x_{12})、虾生物量-x_{13}之间的最优回归方程(表 3)。结果表明，(1)在测定的环境因子中，闽江河口区养虾塘水体 DOC 浓度时间变化特征主要受到水温、溶解氧 DO 和虾生物量的影响，水体 DIC 浓度时间变化特征主要受到水温和溶解氧 DO 的调控，它们之间的复相关系数均达到 0.01 的显著性水平；(2)水温、水体 pH 值、叶绿素 a 浓度及水体盐度是影响九龙江河口区养虾塘水体 DOC 时间变化的主要因素，而 DIC 的变化主要受到虾生物量、水体盐度、沉积物粉粒和水体 pH 值的影响，它们之间的复相关系数亦均达到 0.01 的显著性水平；(3)养殖塘水体 DOC 浓度在两个河口区之间的差异性主要受到水体盐度和孔隙水 DOC 浓度的影响，而 DIC 在两个河口区间的差异性主要受到水体温度、盐度和溶解氧 DO 的影响。

表 3 养虾塘水体溶解性碳浓度与环境因子的多元逐步回归方程

Table 3 Multiple regression equations between dissolved carbon concentrations and environmental factors in the aquaculture pond

溶解性碳浓度 Dissolved carbon concentrations	河口区 Estuaries	回归方程 Regression equation	F 值	R^2	P
DOC 浓度	闽江河口	$y=0.357x_1-0.283x_3+0.002x_{13}+5.456$	21.887	0.741	<0.001
DOC concentration	九龙江河口	$y=-0.854x_1-2.086x_2-0.023x_5-0.525x_4+62.930$	52.493	0.905	<0.001
	综合	$y=-0.690x_4+0.008x_{11}+12.952$	103.233	0.802	<0.001
DIC 浓度	闽江河口	$y=1.397x_1+0.791x_3-23.440$	47.093	0.797	<0.001
DIC concentration	九龙江河口	$y=0.015x_{13}-2.098x_3-0.871x_9+3.238x_2+61.776$	18.636	0.772	<0.001
	综合	$y=0.920x_1-0.936x_4+0.710x_3-7.886$	26.536	0.614	<0.001

为了探析所测定的环境因子对养虾塘沉积物-水界面溶解性碳通量时空特征的贡献的大小，利用多元回归分析中的逐步回归法建立了养虾塘沉积物-水界面溶解性碳通量与水体理化指标(pH 值-x_1、溶解氧-x_2、盐度-x_3和叶绿素 a-x_4)、沉积物理化性质(温度-x_5、TC 含量-x_6、TN 含量-x_7、粘粒-x_8、粉粒-x_9和砂粒-x_{10})、孔隙水底物浓度(DOC 浓度-x_{11}和 DIC 浓度-x_{12})、虾生物量-x_{13}之间的最优回归方程(表 4)。结果表明，(1)在测定的环境因子中，闽江河口区养虾塘沉积物-水界面 DOC 通量时间变化特征主要受到溶解氧 DO 的影响，DIC 通量时间变化特征主要受到孔隙水 DIC 浓度和沉积物砂粒的调控，它们之间的复相关系数均达到 0.01 的显著性水平；(2)水体 pH 值和溶解氧 DO 浓度是影响九龙江河口区养虾塘沉积物-水界面 DOC 通量时间变化的主要因素，而 DIC 通量的变化主要受到孔隙水 DIC 浓度的影响，它们之间的复相关系数亦均达到 0.01 的显著性水平；(3)养殖塘沉积物-水界面 DOC 通量在两个河口区之间的差异性主要受到水体盐度和虾生物量的影响，

而 DIC 通量在两个河口区间的差异性主要受到水体 pH 值、孔隙水 DIC 浓度、TC 含量和虾生物量的综合影响。

表 4　养虾塘水体溶解性碳通量与环境因子的多元逐步回归方程

Table 4　Multiple regression equations between dissolved carbon fluxes and environmental factors in the aquaculture pond

溶解性碳通量 Dissolved carbon fluxes	河口区 Estuaries	回归方程 Regression equation	F	R^2	P
DOC 通量	闽江河口	$y=-78.568x_2+323.274$	25.371	0.504	<0.001
DOC fluxes	九龙江河口	$y=14.798x_1-5.521x_2-6.261$	22.230	0.649	<0.001
	综合	$y=0.441x_3-0.363x_{13}+73.839$	26.857	0.513	<0.001
DIC 通量	闽江河口	$y=3.177x_{12}-9.497x_{10}+95.146$	27.623	0.697	<0.001
DIC fluxes	九龙江河口	$y=0.190x_{12}+57.007$	20.995	0.456	<0.001
	综合	$y=19.078x_1+0.646x_{12}+9.519x_6-0.480x_{13}-187.924$	15.993	0.566	<0.001

3　讨论

3.1　河口区虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度特征及影响因素探讨

研究期间,虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度的时间变化趋势因河口区不同而呈现差异(图 2)。在闽江河口区,虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度随养殖阶段推移呈现出 8 月中旬>10 月中旬>6 月中旬的特征。该种变化特征与不同养殖阶段虾塘水温变化、饵料投喂量与虾的觅食及代谢活动的相互作用有关。相比其他养殖阶段,6 月中旬为虾的幼苗阶段,较低的饵料投喂量和较弱的虾觅食活动及其排泄能力使得水体有机物含量维持在相对较低的水平,进而造成有机物分解所形成的 DOC 和 DIC 量也较低。8 月中旬为虾生长旺盛期,较高的饵料投放量、较强的虾觅食及其排泄能力可致使水体有机物含量维持在相对较高的水平[24];同时,该时期显著较高的水温(表 1)可有效提高水体微生物活性,促进水体有机物和饵料残体分解[4,32-33],由此可致使虾塘水体在养殖中期具有较高的 DOC 和 DIC 产生量。进入养殖后期(10 月),虾塘仍保持相对较高的饵料投喂量,但由于相对较低的水温降低了水体有机物分解产 DOC 和 DIC,进而造成该时期水体 DOC 和 DIC 浓度呈现出低于 8 月中旬但高于 6 月中旬的现象。为进一步验证水温在闽江河口虾塘水体 DOC 和 DIC 时间动态中所起到的作用,本研究进行了相关性分析,结果显示温度与水体 DOC、DIC 浓度均呈现极显著正相关关系(DOC: $y = 0.2931x+4.7515$, $P<0.01$, $n=27$; DIC: $y = 43.952\mathrm{Ln}x-121.53$, $P<0.01$, $n=27$),且单独的温度可解释水体 DOC 和 DIC 变化的 56%和 71%,表明温度是影响该河口区虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度呈现上述时间变化特征的关键因素之一。此外,水体 DOC、DIC 浓度与沉积物-水界面 DOC、DIC 交换通量呈现的极显著正相关关系($P<0.01$, 表 2),表明不同养殖阶段沉积物释放 DOC、DIC 能力也是引起闽江河口区水体 DOC、DIC 浓度呈现上述时间动态特征的重要因素。

相比之下,虾塘水体 DOC、DIC 浓度在九龙江河口区呈现出随养殖时间推移而增加的趋势(图 2)。该种变化特征主要归结于以下 3 个方面:首先,与该河口区虾塘不同养殖阶段水体盐度变化有关。已有研究表明,盐度变化,一方面会影响到水体微生物活性,相比低盐度环境,高盐度环境会通过降低微生物胞外酶渗透势来削弱或抑制微生物活性[34],导致水体 DOC 浓度因有机物分解速率下降而降低;另一方面,也反映了水体离子强度的变化,与低盐度水体相比,高盐度水体较大的离子强度会促进碳酸钙沉降,进而引起水体 DIC 浓度降低[5,35]。研究期间,九龙江河口区虾塘水体盐度变化范围介于 5.95—16.87,其时间动态与水体 DOC、DIC 浓度变化趋势相一致,且两者之间呈现出极显著负相关关系(DOC: $y=-4.5572\mathrm{Ln}(x)+16.675$, $R^2=0.49$, $P<0.01$, $n=108$; DIC: $y = 42.999x^{-0.4707}$, $R^2=0.48$, $P<0.01$, $n=108$)。这些结果表明,水体盐度随养殖阶段推移而降低(因养殖期间季节性降雨引起)在引起九龙江河口区虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度变化过程中起着至关重要的作用。其次,与残留饵料、虾排泄物等有机物质在虾塘水体中的富集效应有关。正如前文所述,虾塘饵料投放量将随虾的生长而增加,但由于虾对饵料的有限利用会致使未被觅食的饵料部分残留至水体环境

中[18],进而造成水体残留饵料随养殖时间推移而富集;同时,虾的排泄物在池塘水体中的富集量也会因虾生长过程中觅食量增加而增加[19]。因此,虾塘水体中 DOC 和 DIC 浓度随养殖阶段推移也会因水体有机物富集过程而增加。最后,水体 DOC、DIC 与沉积物-水界面 DOC、DIC 交换通量所呈现出的极显著正相关关系(表 2),表明随养殖阶段推移沉积物释放 DOC 和 DIC 强度增加在引起九龙江河口区虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度提升过程中亦起着不可忽视的作用。

除此之外,本研究还发现,虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度在 3 个采样时期均呈现出闽江河口显著高于九龙江河口($P<0.01$; 图 2),表明河口区虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度亦存在显著的空间变化特征。由于两个河口区虾塘在养殖品种、养殖方式和日常管理等方面基本一致,因此河口区之间虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度差异性可能跟养殖水体自身理化性质有关。如前文所述,虾塘水体主要源自于所在河口区的半咸水。通常,这些河口区水体在盐度、pH 值等理化性质方面表现出一定差异,进而会影响到水体微生物活性及其对有机物质的分解速率。就本研究而言,水体盐度不同是致使两河口区间虾塘水体 DOC 和 DIC 浓度呈现差异性的重要因素。相比虾塘其他水体理化性质,盐度在 2 个河口区间的虾塘水体中变化更为显著,且呈现出闽江河口显著低于九龙江河口(表 1)。这种差异性可能会导致 2 个河口区虾塘水体微生物在有机物分解速率及其代谢产物[34-35](包括 DOC 和 DIC)方面亦存在显著差异。同时,本文对盐度和 DOC、DIC 做了相关分析,结果显示,水体 DOC 和 DIC 浓度与盐度均呈现极显著负相关关系($P<0.01$; 图 4),这在一定程度上也支持了以上推理。另外,虾塘水体 DOC、DIC 与沉积物-水界面 DOC、DIC 通量的极显著正相关关系($P<0.01$; 表 2),表明闽江河口区虾塘沉积物较强的 DOC 和 DIC 释放能力是造成其水体 DOC 和 DIC 浓度高于九龙江河口区的另一个重要因素。

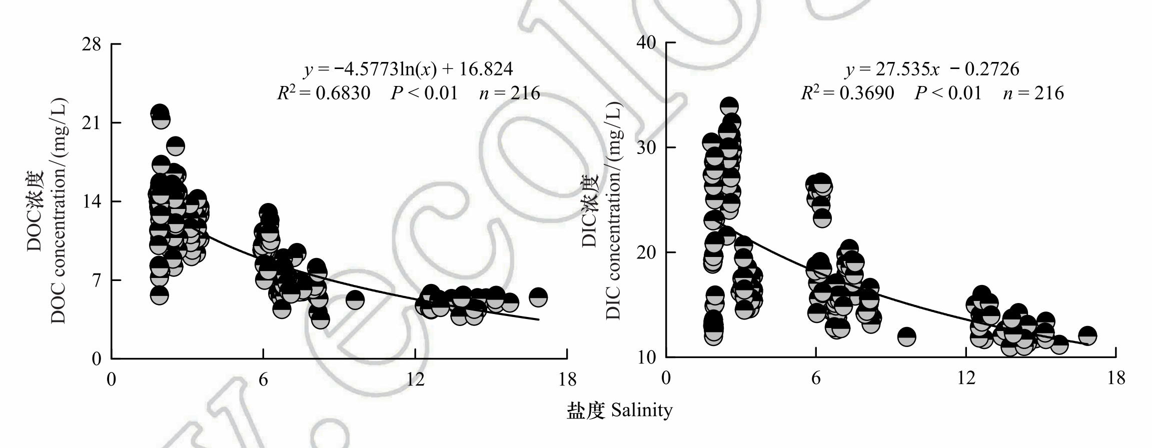


图 4 养虾塘水体溶解性有机碳、溶解性无机碳浓度与水体盐度的关系

Fig.4 Relationship between the dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations and water column salinity in the shrimp ponds

图中参与分析的数据是两个河口区养虾塘 3 个平均深度 3 个养殖阶段观测时刻的全部数据

3.2 养殖塘沉积物-水界面 DOC 和 DIC 交换通量特征及影响因素探讨

2 个河口区虾塘沉积物-水界面 DOC 和 DIC 交换通量在 3 个采样时期均为正值(图 3),表明沉积物是虾塘水体 DOC 和 DIC 重要的释放源。这与熊莹槐等[17]在进行 3 种主养草鱼池塘沉积物-水界面各形态碳通量研究时得到的结论相一致,但与 Zheng 等[16]的研究结论相悖。河口区虾塘沉积物虽表现为水体两种形态碳的释放源,但其释放强度具有明显时空变化。在时间动态上,虾塘沉积物释放 DOC 和 DIC 通量在闽江河口区呈现出 8 月中旬、10 月中旬显著高于 6 月中旬的特征(图 3),而在九龙江河口区表现出随养殖阶段推移而增加的趋势(图 3);在空间变化上,虾塘沉积物释放 DOC 和 DIC 通量整体上呈现闽江河口显著高于九龙江河口($P<0.05$)。引起该种时空变化特征的原因可能有很多,如温度、沉积物有机物含量、氧化还原条件、沉积物-水界面物质浓度梯度、生物扰动等。

已有研究表明，浮游植物对溶解性碳的吸收利用程度所引起的沉积物-水界面浓度梯度对湖泊沉积物 DOC 和 DIC 释放具有重要影响[4]。通常，较高的浮游植物能够大量吸收溶解性碳，引起水体碳库存量下降，进而促使沉积物体系中的 DOC 和 DIC 能够有效释放到水体中[4]。本研究中，通过对虾塘上覆水叶绿素 a 浓度进行分析，发现虾塘上覆水叶绿素 a 浓度时空变化趋势与沉积物-水界面 DOC 和 DIC 变化趋势基本吻合；并且相关分析显示，虾塘沉积物释放 DOC 和 DIC 速率与上覆水叶绿 a 浓度呈极显著正相关关系（表 5）。这些结果均表明，河口区虾塘沉积物释放 DOC 和 DIC 速率呈现上述时空特征部分应归因于上覆水浮游植物引起的沉积物-水界面物质浓度梯度变化。

表 5　河口区虾塘水体叶绿素 a 浓度与沉积物-水界面溶解性碳通量的回归分析与 Pearson 相关性分析

Table 5　Statistical analysis between the water column chlorophyll a concentrations and dissolved carbon fluxes in the shrimp ponds

溶解性碳通量 Dissolved carbon fluxes	河口区 Estuaries	水体叶绿素 a 浓度 Chlorophyll a concentration				
		回归方程 Regression equation	R^2	相关系数	P	样本数 n
DOC 通量	闽江河口	$y=0.5092x+4.8619$	0.5849	0.765	= 0.007	26
DOC fluxes	九龙江河口	$y=42.956\mathrm{Ln}(x)-87.044$	0.3644	0.533	= 0.005	27
	综合	$y=16.261x^{0.364}$	0.3787	0.598	< 0.001	53
DIC 通量	闽江河口	$y=14.549e^{0.0119x}$	0.7718	0.742	< 0.001	27
DIC fluxes	九龙江河口	$y=0.9872x+64.515$	0.2437	0.494	= 0.009	26
	综合	$y=62.155e^{0.0057x}$	0.4093	0.652	< 0.001	53

表中参与分析的水体各形态碳浓度数值为 4 个观测时刻和 3 个水深的平均值；表中的 R^2 值为回归方程拟合时的拟合优度判定系数；表中相关系数和显著性水平 P 值是通过 Pearson 相关性分析获得

沉积物中 DOC 和 DIC 主要源自于微生物参与下的有机物分解代谢过程，其释放通量大小也可能受到沉积物底物供给状况的影响。一些相关研究已发现，沉积物中较高的有机质供给往往会支撑着相对较高的营养物质释放[19,36-37]。在当前研究中，对 2 个河口区虾塘进行比较，发现闽江河口虾塘沉积物 TC 含量为九龙江河口虾塘的 1.39 倍，并且沉积物 TC 含量与沉积物 DOC、DIC 释放通量均呈极显著正相关关系（$P<0.01$；图 5）。引起这种差异的具体原因虽然尚不清楚，但这一结果表明沉积物有机质供给状况在引起河口区虾塘沉积物-水界面溶解性碳通量的空间变化方面亦起着不可忽视的作用。在时间动态上，有机质供给状况对虾塘沉积物-水界面 DOC、DIC 通量的影响因所在河口区不同而存在差异。相关分析显示，闽江河口虾塘沉积物 TC 含量与沉积物-水界面 DOC、DIC 通量呈极显著正相关关系（DOC：$y=7.8659x-19.136$，$R^2=0.56$，$P<0.01$，$n=26$；DIC：$y=28.5x-253.6$，$R^2=0.57$，$P<0.01$，$n=27$），而在九龙江河口这种关系并不显著（$P>0.05$），表明不同养殖阶段沉积物有机质供给是引起闽江河口虾塘沉积物-水界面溶解性碳通量时间动态特征重要因素之一。

对于高密度精养的虾塘，虾的日常觅食及其代谢活动产生的扰动作用可能是引起沉积物-水界面溶解性碳通量变化的另一重要因素。研究表明，底栖动物的潜穴、爬行、觅食等扰动活动会加快底层营养盐扩散到亚表层和表层，对沉积物中营养盐的释放具有促进作用[38-41]。与前人研究结果类似，本研究发现，河口区虾塘沉积物向上覆水体释放 DOC、DIC 通量时间变化趋势与虾的体重增长基本一致，且两种溶解性碳通量与单位虾体重呈极显著正相关关系（表 6）。先前已有研究证实，鱼、虾等生物对沉积物扰动作用强度往往随养殖密度、体重增加而增强[42-44]。据此推测，虾塘沉积物 DOC、DIC 释放通量随养殖时间推移而增加也跟虾的代谢及其觅食活动逐渐增强有关。这种影响机制跟虾对沉积物扰动作用增强有利于更多的上覆水溶解氧向沉积物深处渗透[42,44-45]，进而促使大量有机物分解有关[43]。综合 2 个河口区分析，尽管两种溶解性碳通量与单位虾体重亦呈极显著正相关关系（表 6），但虾的扰动作用并不能作为闽江河口区虾塘沉积物 DOC、DIC 释放通量高于九龙江河口区的一个影响因素。因为 2 个河口区虾塘的单位虾体重在每个养殖阶段基本接近（MRE *vs* JRE：1.25±0.25—（12.30±0.33）g/尾 *vs*（1.62±0.03）—（13.22±0.43）g/尾），差异不显著（$P>0.05$）。

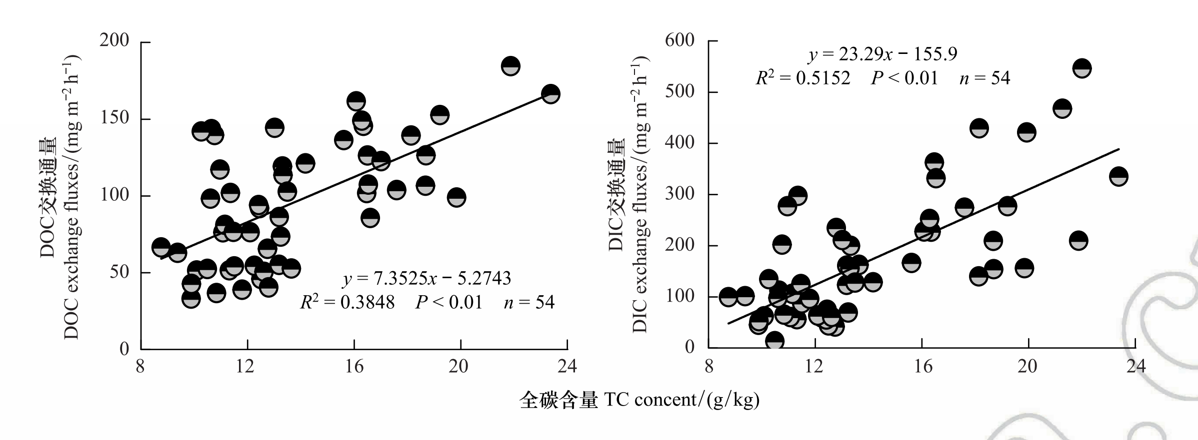


图 5 河口区虾塘沉积物-水界面溶解性有机碳、溶解性无机碳交换通量与沉积物全碳含量的关系

Fig.5 Relationship between the dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC) fluxes at sediment-water interface and the sediment total carbon (TC) content in the shrimp ponds

图中参与分析的数据是两个河口区养虾塘 3 个养殖阶段的全部数据

表 6 河口区虾塘虾生物量与沉积物-水界面溶解性碳通量的回归分析与 Pearson 相关性分析

Table 6 Statistical analysis betweenthe shrimp biomass and the dissolved carbon fluxes at sediment−water interface in the shrimp ponds

溶解性碳通量 Dissolved carbon fluxes	河口区 Estuaries	虾生物量 Shrimp biomass				
		回归方程 Regression equation	R^2	相关系数	P	样本数 n
DOC 通量	闽江河口	$y=67.359x^{0.2835}$	0.6474	0.675	< 0.001	26
DOC fluxes	九龙江河口	$y=49.104x^{0.2935}$	0.5080	0.682	< 0.001	27
	综合	$y=57.991x^{0.283}$	0.4947	0.622	< 0.001	53
DIC 通量	闽江河口	$y=69.855x^{0.5861}$	0.7110	0.627	< 0.001	27
DIC fluxes	九龙江河口	$y=56.241x^{0.4273}$	0.5331	0.680	< 0.001	26
	综合	$y=63.122x^{0.5001}$	0.5588	0.545	< 0.001	53

表中的 R^2 值为回归方程拟合时的拟合优度判定系数；表中相关系数和显著性水平 P 值是通过 Pearson 相关性分析获得

4 结论

福建闽江和九龙江河口陆基养虾塘水体溶解性碳浓度及沉积物-水界面碳通量呈现明显的时空动态特征,该这种变化与养殖塘水体理化性质、人工饵料投喂及虾的觅食代谢活动等存在密切关系。沉积物作为残余饵料、虾排泄等有机物的主要汇聚场所,有机物分解驱动下的溶解性碳释放过程在支撑水体溶解性碳浓度变化方面起着十分关键的作用。以上研究结果表明,在进行河口区水产养殖塘碳循环研究时考虑各形态碳生物地球化学循环的时空差异性,并从生物-化学-动力过程开展养虾塘碳循环的研究。

致谢:感谢福建师范大学地理科学学院任鹏、杜威宁、张璟钰等同学在野外样品采集和室内分析中给予的帮助。

参考文献(References):

[1] Myhre G, Shindell D, Bréon F M, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J P, Koch D, Lamarque J F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H. Anthropogenic and natural radiative forcing // Stocker T F, Qin D, Plattner G K, Tignor M, Allen S K, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley P M, eds. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

[2] Berger A, Mesinger F, Sijacki D. Climate Change. Wien: Springer-Verlag, 2012.

[3] Myrbo A. Carbon cycle in lakes // Bengtsson L, Herschy R W, Fairbridge R W, eds. Encylopedia of Lakes and Reservoirs. Netherland: Springer,

2012: 121-125.

[4] 王伟颖, 吕昌伟, 何江, 左乐, 颜道浩. 湖泊水-沉积物界面 DIC 和 DOC 交换通量及耦合关系. 环境科学, 2015, 36(10): 3674-3682.

[5] 郭兴森, 吕迎春, 孙志高, 王传远, 赵全升. 黄河口溶解无机碳时空分布特征及影响因素研究. 环境科学, 2015, 36(2): 457-463.

[6] Wang X C, Chen R F, Gardner G B. Sources and transport of dissolved and particulate organic carbon in the Mississippi River estuary and adjacent coastal waters of the northern Gulf of Mexico. Marine Chemistry, 2004, 89(1): 241-256.

[7] 吴丰昌, 王立英, 黎文, 张润宇, 傅平青, 廖海清, 白英臣, 郭建阳, 王静. 天然有机质及其在地表环境中的重要性. 湖泊科学, 2008, 20(1): 1-12.

[8] Balcarczyk K L, Jones Jr J B, Jaffé R, Maie N. Stream dissolved organic matter bioavailability and composition in watersheds underlain with discontinuous permafrost. Biogeochemistry, 2009, 94(3): 255-270.

[9] 关瑞, 吕昌伟, 何江, 侯德坤, 汪精华, 谢志磊. 不同类型湖泊水-沉积物界面 DIC 交换通量研究. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1841-1847.

[10] 唐文魁, 陶贞, 高全洲, 毛海若, 姜光辉, 焦树林, 郑雄波, 张乾柱, 马赞文. 桂江主要离子及溶解无机碳的生物地球化学过程. 环境科学, 2014, 35(6): 2099-2107.

[11] 刘文, 蒲俊兵, 于奭, 章程, 区绎如, 袁道先, 杨会, 唐伟. 广西五里峡水库夏季溶解无机碳行为的初步研究. 环境科学, 2014, 35(8): 2959-2966.

[12] 范志伟, 郝庆菊, 黄哲, 柴雪思, 江长胜. 三峡库区水体中可溶性 C、N 变化及影响因素. 环境科学, 2017, 38(1): 129-137.

[13] Lehrter J C, Beddick Jr D L, Devereux R, Yates D F, Murrell M C. Sediment-water fluxes of dissolved inorganic carbon, O_2, nutrients, and N_2 from the hypoxic region of the Louisiana continental shelf. Biogeochemistry, 2012, 109(1/3): 233-252.

[14] Brown K A, McLaughlin F, Tortell P D, Yamamoto-Kawai M, Francois R. Sources of dissolved inorganic carbon to the Canada Basin halocline: a multitracer study. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2016, 121(5): 2918-2936.

[15] 唐启升. 碳汇渔业与又好又快发展现代渔业. 江西水产科技, 2011, (2): 5-7.

[16] Zheng Z M, Lv J, Lu K H, Jin C H, Zhu J Y, Liu X S. The impact of snail (*Bellamya aeruginosa*) bioturbation on sediment characteristics and organic carbon fluxes in an eutrophic pond. Clean-Soil, Air, Water, 2011, 39(6): 566-571.

[17] 熊莹槐, 王芳, 陈燕, 董双林, 刘峰. 三种主养草鱼池塘沉积物-水界面碳通量的研究. 水产学报, 2015, 39(7): 1005-1014.

[18] Chen Y, Dong S L, Wang F, Gao Q F, Tian X L. Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds. Environmental Pollution, 2016, 212: 489-497.

[19] 刘华丽, 曹秀云, 宋春雷, 周易勇. 水产养殖池塘沉积物有机质富集的环境效应与修复策略. 水生态学杂志, 2011, 32(6): 130-134.

[20] Zheng Z M, Dong S L, Tian X L, Wang F, Gao Q F, Bai P F. Sediment-water fluxes of nutrients and dissolved organic carbon in extensive sea cucumber culture ponds. Clean-Soil, Air, Water, 2009, 37(3): 218-224.

[21] 郑彩虹, 曾从盛, 陈志强, 林茂昌. 闽江河口区湿地景观格局演变研究. 湿地科学, 2006, 4(1): 29-35.

[22] 王海涛, 杨小茹, 郑天凌. 模拟潮汐和植被对湿地温室气体通量的影响研究. 环境科学学报, 2013, 33(12): 3376-3385.

[23] Alongi D M, Pfitzner J, Trott L A, Tirendi F, Dixon P, Klumpp D W. Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2005, 63(4): 605-618.

[24] 杨平, 金宝石, 谭立山, 仝川. 九龙江河口区养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量特征. 生态学报, 2017, 37(1): 192-203.

[25] Taipale S J, Sonninen E. The influence of preservation method and time on the $\delta^{13}C$ value of dissolved inorganic carbon in water samples. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2009, 23(16): 2507-2510.

[26] Jeffrey S W, Humphrey G F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 1975, 167(2): 191-194.

[27] 张莹, 王玉珏, 王跃启, 刘东艳. 2013 年夏季渤海环境因子与叶绿素 a 的空间分布特征及相关性分析. 海洋通报, 2016, 35(5): 571-578.

[28] De Vittor C, Faganeli J, Emili A, Covelli S, Predonzani S, Acquavita A. Benthic fluxes of oxygen, carbon and nutrients in the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea, Italy). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2012, 113: 57-70.

[29] Zhang L, Wang L, Yin K D, Lü Y, Zhang D R, Yang Y Q, Huang X P. Pore water nutrient characteristics and the fluxes across the sediment in the Pearl River estuary and adjacent waters, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2013, 133: 182-192.

[30] Cowan J L W, Boynton W R. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: seasonal patterns, controlling factors and ecological significance. Estuaries, 1996, 19(3): 562-580.

[31] 陈朱虹, 陈能汪, 吴殷琪, 莫琼利, 周兴鹏, 鲁婷, 田蕴. 河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量. 环境科学, 2014, 35(9): 3325-3335.

[32] Wetzel R G. Limnology: Lake and River Ecosystems. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2001.

[33] 郭永坚, 王芳, 刘红彩, 张振东, 董双林, 高勤峰, 张美昭. 草鱼不同养殖模式底泥间隙水与上覆水营养盐的分布特征. 中国海洋大学学

报, 2012, 42(7/8): 82-89.

[34] Setia R, Marschner P, Baldock J, Chittleborough D. Is CO_2 evolution in saline soils affected by an osmotic effect and calcium carbonate? Biology and Fertility of Soils, 2010, 46(8): 781-792.

[35] 刘志媛. 黄河河口过程中碳的行为变化[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011: 29-48.

[36] Tsutsumi H, Srithongouthal S, Inoue A, Sato A, Hama D. Seasonal fluctuations in the flux of particulate organic matter discharged from net pens for fish farming. Fisheries Science, 2006, 72(1): 119-127.

[37] Richard M, Archambault P, Thouzeau G, McKindsey C W, Desrosiers G. Influence of suspended scallop cages and mussel lines on pelagic and benthic biogeochemical fluxes in Havre-aux-Maisons Lagoon, Îles-de-la-Madeleine (Quebec, Canada). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2007, 64(11): 1491-1505.

[38] Cline J M, East T L, Threlkeld S T. Fish interactions with the sediment-water interface. Hydrobiologia, 1994, 275-276(1): 301-311.

[39] Matsuzaki S I S, Usio N, Takamura N, Washitani I. Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 2007, 168(1): 27-38.

[40] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Vallier F, Gibert J. Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. Chemosphere, 2008, 72(2): 213-223.

[41] 李俊伟, 朱长波, 郭永坚, 颉晓勇, 黄国强, 陈素文. 光裸方格星虫(*Sipunculus nudus*)生物扰动对混养系统沉积物及间隙水中营养物质的影响. 渔业科学进展, 2015, 36(1): 103-110.

[42] 钟大森, 王芳, 王春生, 董双林. 不同密度下的鲤鱼扰动作用对沉积物-水界面硝化、反硝化和氨化速率的影响. 水生生物学报, 2013, 37(6): 1103-1111.

[43] Nicholaus R, Zheng Z M. The effects of bioturbation by the Venus clam *Cyclina sinensis* on the fluxes of nutrients across the sediment-water interface in aquaculture ponds. Aquaculture International, 2014, 22(2): 913-924.

[44] Zhong D S, Wang F, Dong S L, Li L. Impact of *Litopenaeus vannamei* bioturbation on nitrogen dynamics and benthic fluxes at the sediment-water interface in pond aquaculture. Aquaculture International, 2015, 23(4): 967-980.

[45] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. Environment International, 2004, 30(7): 973-980.

